

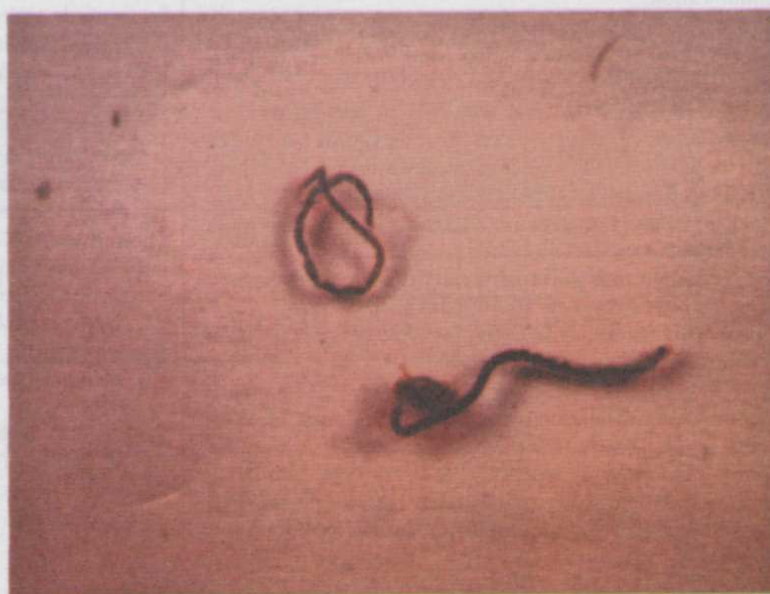
TOXICIDAD DEL CROMO EN ECOSISTEMAS DULCEACUÍCOLAS

Dr. Francisco José Flores Tena*

INTRODUCCIÓN

A través de la historia de la humanidad los metales han jugado un papel fundamental para satisfacer diferentes necesidades del hombre; en un principio se les utilizó para la elaboración de armas, objetos de adorno y utensilios diversos. Posteriormente, por los sucesivos descubrimientos, su número aumentó. El conocimiento de sus propiedades, tanto solos como combinados, produjo una gran diversificación en su uso. Hoy en día, es difícil prescindir de ellos, no sólo en la industria y en el desarrollo de tecnología, sino en la vida diaria. Desafortunadamente, varios de ellos son extraños para los seres vivos (xenobióticos) y pueden producir a ciertas concentraciones y durante determinados períodos de exposición, efectos tóxicos de diferente intensidad y trascendencia, incluyendo la muerte.

* Profesor-Investigador del Departamento de Biología del Centro de Ciencias Básicas.
fflores@correo.uaa.mx



Ejemplares de *Limnodrilus hoffmeisteri* no expuestos al cromo.

Entre los metales que el hombre utiliza actualmente en diversos procesos, se encuentra el cromo, el cual se halla en la naturaleza solamente en estado combinado tanto en el suelo como en el aire en niveles bajos, desde trazas hasta unas cuantas partes por millón. Sin embargo, estas concentraciones pueden aumentar significativamente por actividades antropogénicas. Nriagu (1990) reporta una emisión total a la atmósfera de 43,000 toneladas por año debido a fuentes naturales y 31,000 toneladas por fuentes antropogénicas, producción de energía y procesos manufactureros, principalmente. Indica también una entrada de cromo de 143,000 toneladas por año a los ecosistemas acuáticos de-

bido a procesos manufactureros, a aguas de desecho domésticas y no domésticas, a la minería, fundidoras, plantas eléctricas, y a la precipitación atmosférica.

Aunque el cromo es un elemento esencial requerido en concentraciones bajas por el cuerpo humano para promover la acción de la insulina en los tejidos, de tal manera que los azúcares, proteínas y grasas puedan ser utilizadas, concentraciones altas producen efectos nocivos en la salud. Su ingestión provoca daño gastrointestinal, insuficiencia hepato-renal, su inhalación produce rinitis, laringitis, bronquitis, alteraciones del olfato, hemorragia y dolor nasal, perforación del tabique

nasal, fibrosis y cáncer pulmonar; en contacto con la piel causa dermatitis, llagas y úlceras. También se bioacumula y se biotransforma en el organismo.

El cromo es producido generalmente por procesos industriales, siendo las industrias metalúrgica, química y textil, las tenerías y la minería, las principales fuentes de contaminación de este metal en el ambiente.

El cromo en el ambiente acuático

El cromo en el agua tiene su origen por los escurrimientos superficiales, por la depositación atmosférica o por las aguas de desecho. Este metal puede ser transportado como material suspendido y depositado finalmente en estuarios y bahías, pero es más frecuente que sea removido por la sedimentación. En aguas naturales se precipita comúnmente como hidróxido de cromo, relativamente insoluble, formado por la reacción entre el cromo trivalente y el ión hidróxido. En aguas donde las condiciones favorecen la formación de cromo hexavalente, el cromo permanece en forma soluble.

La concentración de cromo en aguas naturales no contaminadas generalmente es menor de 10 mg/l (Irwin, 1998), mientras que la concentración en los sedimentos es más variable. Wiederholm & Dave (1989) señalan un valor promedio de 47 mg/kg para lagos suecos no contaminados, Schumacher *et al.* (1995) reportan valores entre 8 y 21 mg/kg en los sedimentos del Río Ebro en España, Pawlisz *et al.* (1997) señalan como valor promedio para los lagos canadienses un valor de 25 mg/kg. En ecosistemas contaminados los valores se incrementan notablemente, en especial en el agua del fondo y en los sedimentos, valores de 421 mg/kg y

de 3530 mg/kg se han encontrado en los sedimentos de la Presa Silva en Guanajuato, México y en el Lago Stora Aspen de Suecia, respectivamente (SEMARNAP, 1995; Wiederholm & Dave, 1989).

Efectos del cromo en la biota acuática

A pesar de que el número de estudios en toxicología acuática crece cada día, no existen suficientes investigaciones sobre los efectos del cromo en la biota acuática, ni siquiera se pueden precisar los límites del intervalo de concentraciones que producen efectos nocivos, ya que algunas especies son muy sensibles y otras son resistentes. De manera general y apoyados en la literatura científica especializada, se puede señalar que concentraciones mayores de 5 mg/l de cromo producen efectos letales en muchas especies y que a concentraciones entre 0.01 y 2.0 mg/l se observan diversos efectos subletales entre los que se pueden señalar alteración en la morfología de ciertas algas, disminución en el crecimiento y en la reproducción de algunos invertebrados como el cladóceros *Daphnia* y el anfípodo *Hyaella azteca*, disminución en la reproducción en el oligoqueto *Tubifex tubifex*, retraso en la emergencia en la larva del díptero *Chironomus*, daño en el sistema neuroendócrino del camarón *Penaeus monodon*.

El grupo biológico más estudiado ha sido el de los peces; en la mayoría de las especies se ha reportado que el cromo en concentraciones subletales causa disminución en el crecimiento, alteración en el metabolismo de los carbohidratos y trastornos en la reproducción, en algunas especies se ha observado también disminución en las respuestas inmunes y en ciertas especies bentónicas

se ha registrado una baja en el contenido de glóbulos rojos. Tanto en peces como en anfibios se han observado efectos teratogénicos cuando los huevecillos se desarrollan en un medio contaminado por cromo en concentraciones entre 150 y 1500 mg/l.

Los efectos causados por concentraciones subletales de cromo en el medio acuático producen cambios bioquímicos y fisiológicos en las poblaciones en diverso grado, dependiendo de su sensibilidad, lo que trasciende en el funcionamiento de toda la comunidad provocando un desequilibrio a nivel ecosistema en los cuerpos de agua, lo cual afecta no sólo al medio físico sino también repercute en la economía.

Estudios en Aguascalientes

En los últimos años, la Universidad Autónoma de Aguascalientes ha realizado estudios sobre la toxicidad de ciertos metales pesados; en particular, los estudios sobre los efectos tóxicos del cromo en organismos acuáticos comprenden sólo los realizados con invertebrados planctónicos y bentónicos. Entre los primeros se encuentran los llevados a cabo por Rico *et al.* (2000) en el cual determinaron la CL_{50} (48 h) para tres especies de cladóceros obteniendo los siguientes valores: 3.35 mg/l para *Daphnia magna*, 1.76 mg/l para *D. pulex* y 3.37 mg/l para *Simocephalus vetulus*, y por Pérez-Legaspi (2000) en el que reporta tanto valores de CL_{50} (48 h) como valores de concentraciones que producen efectos mínimos y concentraciones donde no se observan efectos en tres especies del rotífero *Lecane*. Los valores de las CL_{50} fueron 3.26 mg/l para *L. luna*, 4.41 mg/l para *L. hamata* y 4.50 mg/l para *L. quadridentata*. Las pruebas de toxicidad subcrónica fueron evaluadas a través de dos sistemas



Especímenes de *Limnodrilus hoffmeisteri* expuestos a 10 mg/l de cromo durante 48 horas, se aprecia claramente el daño en los tejidos.

enzimáticos las esterasas y las fosfolipasas, el rango de concentración de cromo en los que no se vio la inhibición de esterasas fue entre 5×10^{-4} en *L. luna* y 0.5 mg/l en *L. quadridentata*, los efectos mínimos se observaron entre 0.05 y 1.0 mg/l y el 50% de la población se vio afectada en concentraciones entre 1.18 y 1.65 mg/l. Por lo que se refiere a las fosfolipasas no se observó su inhibición a 0.05 mg/l en *L. luna*, 0.25 mg/l en *L. quadridentata* y 0.50 mg/l en *L. hamata*, los efectos mínimos se registraron en concentraciones entre 0.25 mg/l en *L. luna* y 1.0 mg/l en *L. hamata* y el 50% de la población mostró inhibición de fosfolipasas en concentraciones entre 1.88 y 1.95 mg/l.

Los estudios realizados con especies bentónicas son menos frecuentes por la complejidad en su manejo y en simular su ambiente natural. El autor del presente realizó un estudio con *Limnodrilus hoffmeisteri* (Flores-Tena, 2000), una especie con distribución muy amplia no sólo en México sino en todo el mundo, y que

tiene un papel importante en las cadenas tróficas porque interviene en el reciclamiento de los materiales, en la aireación y, por lo tanto, en el funcionamiento integral del ecosistema. Esta especie es similar a *Tubifex tubifex*, la cual es considerada como estándar (Ross & Munawar, 1996), ya que en muchas ocasiones comparten el mismo hábitat y tienen el mismo nicho fundamental.

En dicho estudio se obtuvieron en las pruebas de toxicidad aguda valores de CL_{50} a las 48 y 96 horas de 21.81 y 4.41 mg de cromo disponible/kg de peso seco de sedimento cuando se utilizaron sedimentos artificiales y de 6.49 y 6.65 mg/kg cuando se utilizaron sedimentos de la Presa El Niágara. También se observó que el contenido de cromo en la especie estudiada estuvo en relación directa con la concentración de cromo disponible en el medio y el tiempo de exposición. La concentración de hemoglobina disminuyó significativamente cuando los tejidos mostraron niveles de cromo de 1.0 mg/g de peso seco o superiores.

CONSIDERACIONES FINALES

De manera general, se puede señalar que los ecosistemas acuáticos contaminados con diferentes xenobióticos, entre ellos los metales como el cromo, se ven afectados en su estructura y funcionamiento en diverso grado, las cifras señaladas en párrafos anteriores que producen daño tanto a especies planctónicas como bentónicas pueden presentarse en ecosistemas moderadamente contaminados. No es necesaria una concentración de cientos de mg/l del metal para alcanzar niveles de daño subletal. Si las especies más importantes del ecosistema son sensibles, éstas serán eliminadas y causarán un desequilibrio que puede llegar, incluso, a amenazar la existencia del mismo.

En el caso particular de la Presa El Niágara se han encontrado en los sedimentos concentraciones de cromo entre 5 y 85 mg/kg y un valor promedio de 39.8 mg/kg, valor por arriba de la concentración de seguridad señalada por Smith *et al.* (1996) de 37.3 mg/kg y de la referida por Persaud *et al.* (1992) para efectos mínimos de 26.0 mg/kg, lo que nos permite señalar que el cromo debe ser uno de los factores que están limitando la existencia de especies bentónicas en este embalse.

Ya nos encontramos en el siglo XXI y parece ser que todavía no se da la debida importancia a los datos generados por las investigaciones realizadas no sólo en el extranjero sino en el país, y lamentablemente nuestros ecosistemas continúan deteriorándose, de tal manera que en muchos casos los daños serán irreversibles. Ojalá el presente sirva de alguna manera para reflexionar y, por qué no, para emprender acciones a favor de nuestro medio.



Influente de la Presa El Niágara en el que llegan ciertos contaminantes que no han podido ser removidos por la planta tratadora.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Flores-Tena, F. J. 2000. *Toxicidad de los sedimentos de la Presa El Niágara* (Aguascalientes implicando a *Limnodrilus hoffmeisteri* como sistema de prueba). Tesis Doctoral. Fac. de Ciencias, U.N.A.M. México. 92 pp..
- Irwin, R.J., M. VanMouwerik, L. Stevens, M.D. Seese & W. Basham. 1998. *Environmental Contaminants Encyclopedia*. National Park Service. Water Resources Division, Fort Collins, Colorado. Distributed on the Internet via the Nature Net portion of the Park Service Home Page (www.nps.gov).
- Nriagu, J. 1990. *Global metal pollution: poisoning the biosphere*. *Environment* 32 (7): 7-32.
- Pawlisz, A.V., R.A. Kent., U.A. Schneider & C. Jefferson. 1997. *Canadian water quality guidelines for chromium*. *Environ. Toxicol. Water Quality* 12: 185-193.
- Pérez-Legaspi, I.A. 2000. *Desarrollo de pruebas de toxicidad agudas y subcrónicas utilizando tres especies de rotíferos dulceacuícolas del género Lecane* (Rotifera: Monogononta). Tesis Maestría. Centro de Ciencias Básicas. Universidad Autónoma de Aguascalientes. 79 pp.
- Persaud, D. R. Jaagumagi & A. Hayton. 1992. *Guidelines for the protection and management of aquatic sediment in Ontario*. ISBN 0-7729-9248-7. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, Toronto.
- Rico-Martínez, R., C.A. Velázquez, I.A. Pérez & G.E. Santos. 2000. *The use of aquatic invertebrate toxicity tests and invertebrate enzyme biomarkers to assess toxicity in the states of Aguascalientes and Jalisco, Mexico*. In: Butterworth et al. (Eds). *Biomonitoring and Biomarkers as Indicators of Environmental Change 2*. Kluwer Academic Plenum Publishers. New York. pp: 127-137.
- Ross, P. & M. Munawar. 1996. *Standardization of contaminated sediment assessment methods: I* North America. In Munawar, M. & G. Dave (eds). *Development and Progress in Sedime Quality Assessment: Rationale, Challenges, Techniques & Strategies*. S.P.B. Academic Publishing. Amsterdam. pp 227-232.
- Schumacher, M., J. J. Domingo, J. M. Llobet & J. Corbella. 1995. *Variations of heavy metals in water, sediments, and biota from the delta of Ebro river, Spain*. *J. Environ. Sci. Health A30* (6): 1361-1372.
- S.E.M.A.R.N.A.P., P.R.O.F.E.P.A. 1995. *Mortandad de aves acuáticas en la Presa de Silva, Gto*. Informe Técnico. 167 pp.
- Smith, S.L., D.D. Mac Donald, K.A. Keenleyside, C.G. Ingersoll & L. Jay. 1996. *A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems*. *J. Great Lakes Res.* 22 (3): 624-638.
- Wiederholm, T. & G. Dave. 1989. *Toxicity of metal polluted sediments to Daphnia magna and Tubifex tubifex*. *Hydrobiologia* 176/177: 411-417.